



Efecto de la restauración post-minería de la comunidad vegetal de matorral xerófilo, en Nuevo León, México

Effect of post-mining restoration of the xerophytic scrub community, in Nuevo León, Mexico

Jonathan J. Marroquín-Castillo^{1,5} , Eduardo Alanís-Rodríguez¹ , Javier Jiménez-Pérez¹ , Oscar A. Aguirre-Calderón¹ , José M. Mata-Balderas² , Ernesto A. Rubio-Camacho³ , Alejandro Collantes Chávez-Costa⁴

RESUMEN:

Antecedentes y Objetivos: Las estrategias de restauración tienen como objetivo favorecer la recuperación de los ecosistemas alterados, para lograr el restablecimiento de su estructura y funcionamiento naturales. La presente investigación evaluó la abundancia, dominancia, frecuencia y diversidad de especies en tres áreas de matorral espinoso tamaulipeco.

Métodos: Dos áreas fueron sometidas durante siete años (2000-2006) a procesos de aprovechamiento a cielo abierto. A una se le aplicaron técnicas de restauración y a la otra no, y se compararon con un área en la que no se tiene perturbación registrada llamada área referencia. En el año 2013 se establecieron 36 sitios de muestreo, 12 por cada una de las áreas cuyas dimensiones fueron de 100 m² (10 × 10 m), en las que se registraron los atributos ecológicos de las comunidades vegetales establecidas.

Resultados clave: En el área sin restaurar no se registró regeneración de la comunidad vegetal. La riqueza específica (S), índice de Margalef (D_{Mg}) e índice de Shannon (H') mostraron diferencias significativas entre el área restaurada y la de referencia (Valores medios S 4.75 y 8.25, D_{Mg} 0.87 y 1.80, H' 0.7 y 1.54, respectivamente), mientras que las variables de densidad, área de copa e índice de Pretzsch (A) no mostraron diferencias.

Conclusiones: Se concluye que la técnica de restauración activa, la cual consiste en el depósito de material rocoso y edáfico en el área, y su exclusión de actividades productivas, generan condiciones favorables para que la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco se establezca teniendo similitud en la densidad y área de copa a un área de referencia en siete años.

Palabras clave: diversidad de especies, índice de Margalef, índice de Shannon, minería a cielo abierto.

ABSTRACT:

Background and Aims: Restoration strategies promote the recovery of disturbed ecosystems in order to renew their natural structure and function. Our research evaluated the abundance, dominance, frequency, and diversity of species in three areas of Tamaulipan thornscrub.

Methods: Two areas were subject to opencast limestone mining over the course of seven years from 2000 to 2006. Restoration techniques were applied in one of the excavated areas, whereas this was not done in other. The third one, an undisturbed area, was used as the reference community. In 2013, we recorded ecological attributes of established plant communities in 36 preselected 100 m² (10 m × 10 m) sampling sites, 12 per site.

Key results: The area without restoration did not register regeneration within the vegetation. Species richness (S), Margalef index (D_{Mg}) and Shannon index (H') showed significant differences (mean values S 4.75 and 8.25, D_{Mg} 0.87 and 1.80, H' 0.7 and 1.54, respectively) between the restored and reference area while the variables of density, crown area, and Pretzsch index (A) were similar.

Conclusions: Based on the similarity in the density and crown area with a reference area, we conclude that active restoration techniques, involving deposition of rock and soil materials and exclusion of industrial activities, generate favorable conditions for the reestablishment of vegetation communities in Tamaulipan thornscrub in seven years.

Key words: diversity of species, Margalef index, opencast mining, Shannon index.

¹ Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, carretera Linares-Cd. Victoria km 145, Apdo. postal 41, 67700 Linares, Nuevo León, México.

² Gestión Estratégica y Manejo Ambiental S.C., Carretera San Miguel-Huinalá 935, Tercer Piso, Local 384, Plaza Comercial Acanto, 66647 Apodaca, Nuevo León, México.

³ INIFAP CIR-Pacífico, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.

⁴ Universidad de Quintana Roo, División de Desarrollo Sustentable, Avenida Andrés Quintana Roo con calle IIO Sur s.n., 77600 Cozumel, Quintana Roo, México.

⁵ Autor para la correspondencia: jjmarroquincastillo@gmail.com

Citar como:

Marroquín-Castillo, J. J., E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, J. M. Mata-Balderas, E. A. Rubio-Camacho, A. Collantes Chávez-Costa. 2017. Efecto de la restauración post-minería de la comunidad vegetal de matorral xerófilo, en Nuevo León, México. Acta Botanica Mexicana 120: 7-20. DOI: <http://dx.doi.org/10.21829/abm120.2017.1262>

Recibido: 4 de septiembre de 2015.

Revisado: 11 de agosto de 2016.

Aceptado: 7 de febrero de 2017.

DOI:

<http://dx.doi.org/10.21829/abm120.2017.1262>

INTRODUCCIÓN

Las zonas mineras representan alrededor de 1% de la superficie terrestre (Šálek, 2012), registrando en los últimos dos años un aumento superior a 13% (Lira et al., 2013). En el año 2012, 22% de las minas a cielo abierto se encontraban en América Latina y el Caribe y actualmente más de 85% de las grandes explotaciones planificadas de la región son a cielo abierto (David et al., 2013).

En México la minería es una industria floreciente. En la actualidad 7% de la extracción está representado por los productos de grava y arenas (INEGI, 2009). Para el estado de Nuevo León, las actividades de exploración se limitan a productos no metálicos, destacando las empresas productoras de yeso, barita, caliza y arcillas, entre otros (INEGI, 2011).

La minería a cielo abierto consiste en retirar la vegetación y el suelo y, cuando es necesario, la voladura de la roca madre para obtener acceso al recurso deseado. Esta actividad se desarrolla con frecuencia en espacios naturales cuyo valor paisajístico y ecológico se ven mermados por la severa alteración que reciben (Jorba y Vallejo, 2006). Cuando se concluye con las actividades de aprovechamiento, surge la necesidad de mitigar los daños ocasionados por estas y emprender acciones de restauración para revertir sus efectos de manera parcial (Batty, 2005; Boyer y Wratten, 2010; Biswas et al., 2013; Mata et al., 2014). Las prácticas más comunes son el establecimiento de material edáfico (Blanco y Lal, 2010), la exclusión del área (Meuser, 2012) y la revegetación (Werner et al., 2001). Como resultado del establecimiento de material edáfico y la exclusión del área de actividades productivas, se ve favorecido el establecimiento de las comunidades vegetales propias de las localidades (Zhao et al., 2012; Li et al., 2013).

En México, las actuaciones de restauración ecológica implementadas post-minería han sido escasamente evaluadas y su efectividad raramente documentada. Debido a este escaso conocimiento, aún no se ha determinado si estas prácticas son recomendadas.

El objetivo general de la presente investigación fue evaluar la efectividad del tratamiento de restauración eco-

lógica a mediano plazo (siete años), en el matorral bajo procesos de aprovechamiento a cielo abierto de material calizo, en el noreste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en las instalaciones de una pedrera con actividad minera a cielo abierto, la cual se localiza en las coordenadas 26°03'N, 99°44'O, con una altitud de 444 m, ubicado a 12 km al suroeste de la cabecera municipal de Cerralvo, Nuevo León, en el noreste de México (Fig. 1).

El área de estudio se ubica dentro de la Sierra de Picachos, considerada como una de las Regiones Prioritarias para la Conservación. La vegetación predominante es matorral espinoso tamaulipeco (MET). El clima del área corresponde al tipo semiárido, templado (BS1hw), con lluvias en verano, la temperatura media anual varía entre 21.3 y 27.4 °C. Los meses de mayor precipitación pluvial son septiembre y octubre, con un promedio anual de 596.6 mm (Pronatura e ITESM, 2002).

Diseño experimental

Durante siete años (2000-2006) se realizó la extracción de material calizo mediante procesos de voladuras a cielo abierto (fragmentación de roca) en una superficie de 85,580.00 m², resultando en un área de roca madre expuesta para el 2006. Derivado de lo anterior se eligió inducir la recuperación de material vegetal en una superficie de 23,520.00 m², utilizando como técnica la restauración activa. La restauración activa consistió en depositar material rocoso y edáfico (económicamente no aprovechable) compuesto de suelo aluvial y restos de impurezas de roca caliza silícea, resultantes de la separación de los conglomerados de roca caliza que fueron aprovechados. No fue necesaria la colocación directa de un banco de semillas externo a la zona, ya que el área de restauración colinda con un área de referencia, de la cual se presume que a partir de ella ocurrió la dispersión hídrica y eólica del material genético florístico que aterrizó, germinó y creció en el área. Esta área fue

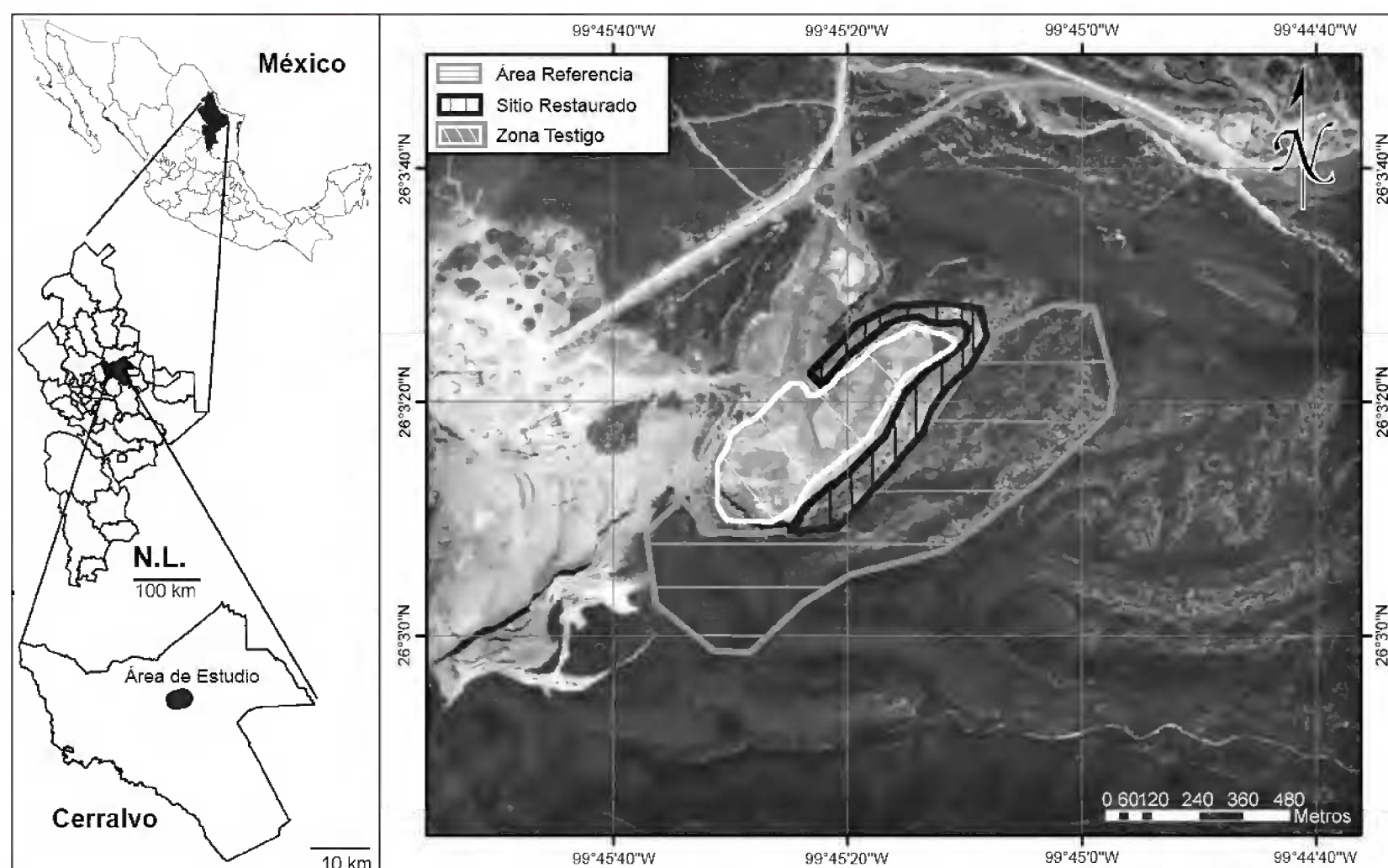


Figura 1: Ubicación del área de estudio.

excluida mediante un cerco perimetral para evitar cualquier actividad productiva (principalmente la pecuaria).

Para determinar la efectividad del tratamiento se evaluó la composición florística y diversidad de tres áreas: 1) restaurada (RES), la cual fue aprovechada y posteriormente tratada con restauración activa (descrita anteriormente), 2) no restaurada (NRES), la cual fue aprovechada pero no restaurada y 3) referencia (REF), que fue una comunidad vegetal madura de matorral espinoso tamaulipeco, contigua a la mina sin perturbación registrada. No existe registro histórico de alguna actividad productiva que implicara remoción total o parcial de la vegetación (como ganadería, matarrasa, agricultura, etc.) en el área de referencia (REF). Además, se tiene la certeza que no se han desarrollado actividades que hayan causado algún tipo de perturbación, al menos desde que el área fue destinada a procesos de minería a cielo abierto hace más de 15 años (Fig. 2).

Siete años después de la actividad minera y de restauración (en septiembre de 2013) se establecieron 36 sitios de muestreo de 10×10 m (100 m^2), 12 en cada área,

distribuidos aleatoriamente. Se realizó un censo de todas las especies vegetales (≥ 10 cm de altura). A cada individuo se le efectuaron mediciones dasométricas de altura total (h) y de diámetro de copa (d_{copa}). Las especies fueron identificadas por personal calificado de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Análisis de la vegetación

Para estimar la diversidad alfa se generó una curva de rarefacción (Oksanen et al., 2006). Esta curva, además de tomar en consideración el número de especies presentes, considera la abundancia relativa de cada uno de ellas en la comunidad. La rarefacción implica construir una curva suavizada de acumulación de especies mediante un remuestreo al azar de los datos. Se usó como variable independiente el número de individuos del conjunto de especies, y como variable dependiente su riqueza (Gotelli y Colwell, 2001).

La riqueza de especies se calculó como el número de especies presentes en el sitio (S); además, se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}). La diversidad, en términos del grado de heterogeneidad dentro de las especies, se calculó



Figura 2: Áreas evaluadas: 1. área de estudio sometida a procesos de fragmentación de roca; 2. área restaurada durante siete años (RES); 3. área no restaurada (NRES); 4. área de referencia (REF) caracterizada por la presencia de vegetación natural.

con el índice de Shannon-Weiner (H'). A continuación se describen dichos índices:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A) (Del Río et al., 2003; Pretzsch, 2009). Este índice A puede tomar como valor mínimo de 0 y un valor máximo ($A_{\max}$) variable dependiendo de la comunidad. Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. $A_{\max}$ se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral et al., 2005; Pretzsch, 2009). Para la estimación de distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura basado en Pretzsch (2009): zona I: 80%-100% de la altura máxima de la vegetación en el área, zona



II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. El índice A sirve para determinar la diversidad estructural en cuanto a la distribución vertical de las especies y se calcula con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^z p_{ij} * \ln p_{ij}$$

donde S =número de especies presentes, Z =número de estratos de altura, p_{ij} =porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij}=n_{ij}/N$; donde n_{ij} =número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N =número total de individuos.

Finalmente se utilizó el índice de valor de importancia ecológica por taxon (IVI) para detectar las especies más importantes en el área de estudio. Para esto se estimaron los parámetros ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i) y frecuencia (FR_i) relativas de cada especie (Magurran, 2004).

Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(A_i / \sum_{i=1...n} A_i \right) * 100$$

donde A_i es la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha).

La dominancia relativa se evaluó mediante

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(D_i / \sum_{i=1...n} D_i \right) * 100$$

donde D_i es la dominancia absoluta, donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i , y S la superficie muestreada (ha).

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(F_i / \sum_{i=1...n} F_i \right) * 100$$

donde F_i es la frecuencia absoluta, FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i es el número de sitios en la que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia (IVI) se definió como:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Análisis estadísticos

Para la comparación estadística de los índices de riqueza y diversidad de especies de las comunidades vegetales, se utilizó la prueba de t de Student con la adaptación de Welch para evitar la heterocedasticidad. Los análisis estadísticos y gráficos se realizaron con el uso del programa R v3.0.3 (R Development Core Team, 2011), mediante los paquetes doBy (Robison-Cox y Leidi, 2012) y R Studio v. 0.98, ggplot2 (Wickham y Chang, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El área no restaurada (NRES) no registró regeneración de la comunidad vegetal y por ende los contrastes de hipótesis se llevaron a cabo para el área restaurada y referencia. Este resultado puede deberse a la exposición de la roca madre y la ausencia de material edáfico donde pudieran establecerse plántulas o rebrotes asociados a semillas y propágulos de la vegetación original. La disponibilidad del sitio, de semillas y propágulos, así como la de recursos (como la presencia de suelo) son factores que afectan los patrones de sucesión y regeneración de las comunidades vegetales en un sitio dado (Pikett y McDonnell, 1989).

Para el área restaurada y referencia, se registraron 38 especies, pertenecientes a 36 géneros y 20 familias

(Cuadro 1). La familia con mayor número de especies fue Fabaceae con nueve. Su presencia puede ser explicada por la tolerancia que este grupo presenta ante las condiciones de sequía edáfica características del área de estudio, ya que esta familia presenta valores más altos en el potencial hídrico del xilema al pre-amanecer y al mediodía, bajo condiciones de falta de agua, respecto a otras especies (Domínguez et al., 2013). Asimismo, su presencia está asociada a una baja disponibilidad de nitrógeno en el suelo; diversos estudios sugieren que las condiciones desfavorables de hábitat propician su establecimiento (Pequeño et al., 2012).

Riqueza y diversidad de especies

La curva de rarefacción mostró valores similares de riqueza máxima esperada, el área de referencia no presentó asintonía debido a que existe una alta proporción de especies que tienen una baja abundancia relativa en la comunidad. Sin embargo, el área restaurada mostró la asintonía al registrar 870 individuos para lograr la riqueza máxima teórica de especies (Fig. 3).

La riqueza de especies (S) fue diferente entre el área restaurada y el área de referencia ($t=2.72$; $g.l.=20.55$; $p=0.012$) (Fig. 4). En el área de referencia se tiene la mayor

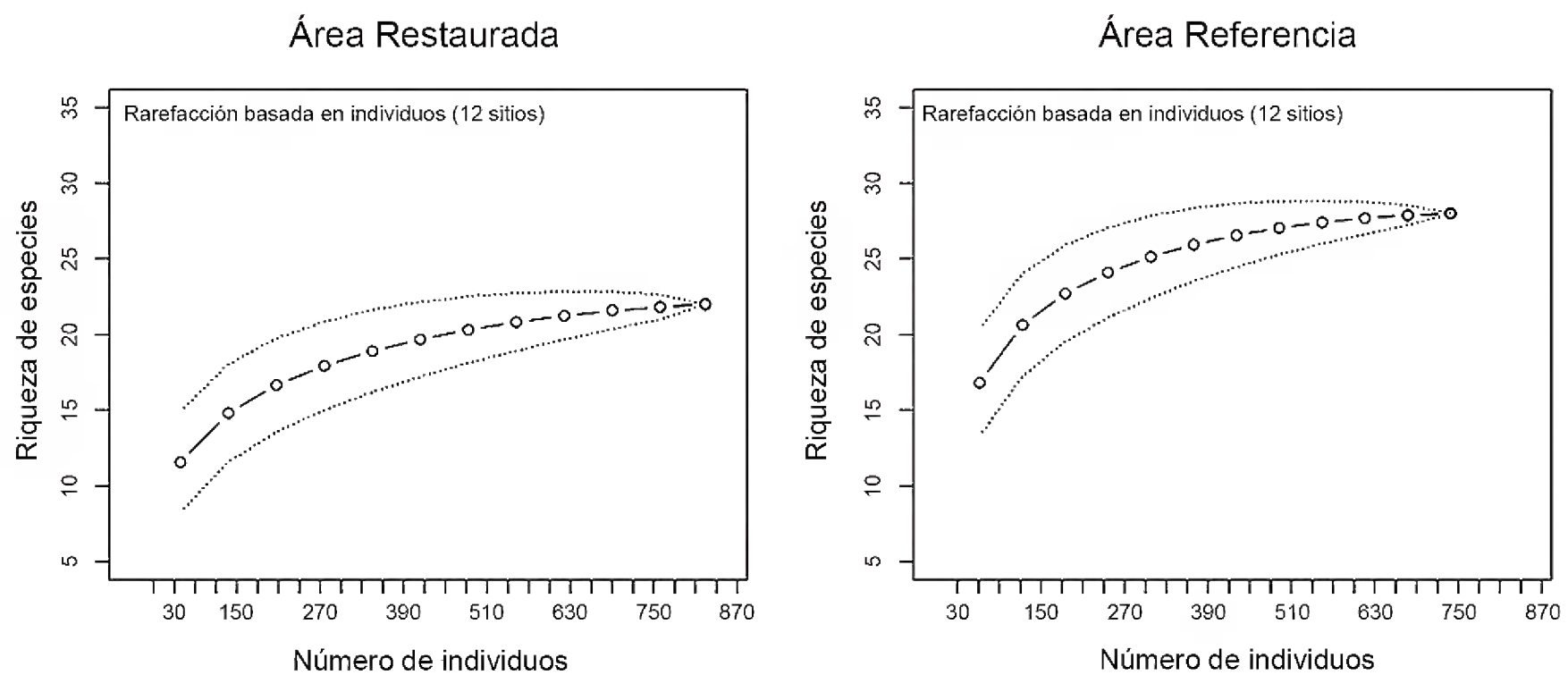


Figura 3: Curva de rarefacción de las especies en las dos áreas evaluadas.

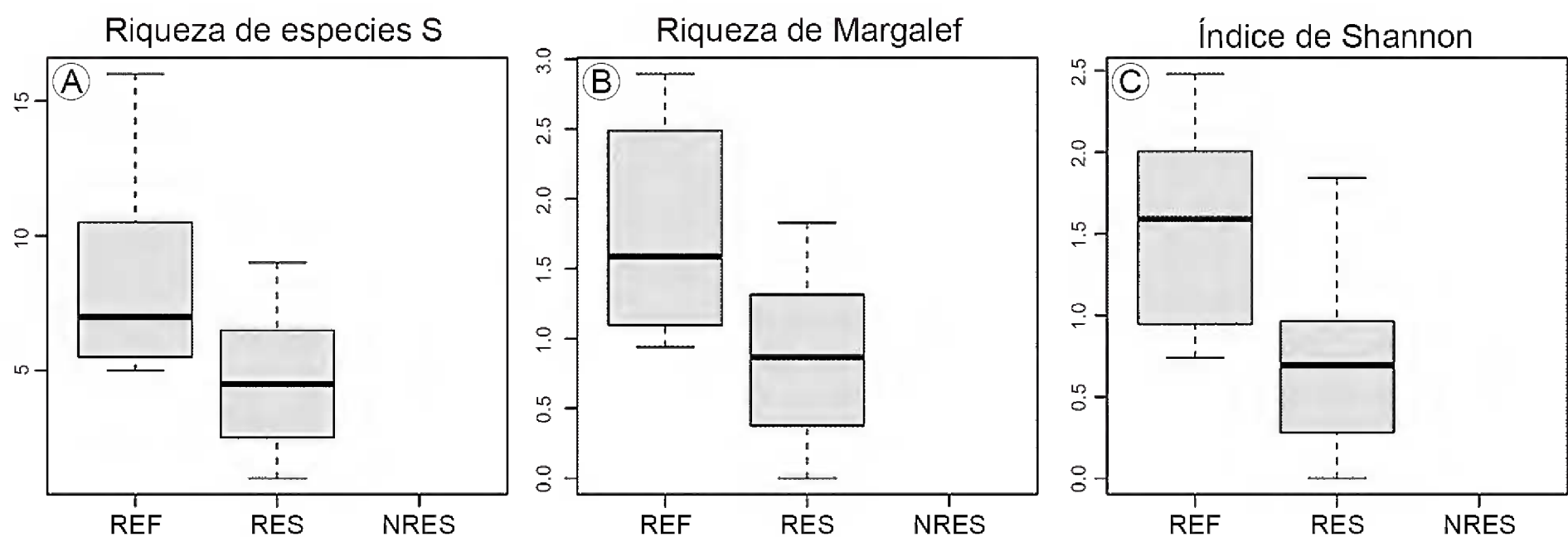


Figura 4: A. riqueza de especies; B. índice de Margalef; C. índice de Shannon de las áreas (referencia, restaurada y no restaurada) de estudio.



Cuadro 1: Familia, nombre científico y forma de crecimiento. Abundancia absoluta (número por hectárea), Dominancia (metros cuadrados por hectárea), Frecuencia absoluta (repeticiones por sitio de muestreo) e Índice de valor de importancia (*IVI*, porcentaje) para los tres sitios evaluados en el matorral espinoso tamaulipeco. La clasificación taxonómica sigue la propuesta de APG IV (2016).

Familia y nombre científico	Forma de crecimiento	Área Restaurada							Área Referencia						
		Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
		N/ha	Ar	m²/ha	Dr	Abs.	Rel.		N/ha	Ar	m²/ha	Dr	Abs.	Rel.	
Asparagaceae															
- <i>Yucca filifera</i> Chabaud	Arbórea	17	0.24	0.64	0.01	17	3.51	1.25	17	0.27	25.66	0.33	17	2.04	0.88
Asteraceae															
- <i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray.	Arbustiva	4550	66.3	5734	90.3	100	21.1	59.2	-	-	-	-	-	-	-
- <i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	67	1.08	0.95	0.01	8	1.02	0.71
- <i>Haploesthes greggii</i> A. Gray	Arbustiva	133	1.94	9.82	0.15	25	5.26	2.45	-	-	-	-	-	-	-
Boraginaceae															
- <i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Arbórea	33	0.49	25.74	0.41	17	3.51	1.47	167	2.7	1058	13.5	58	7.14	7.79
Ebenaceae															
- <i>Diospyros texana</i> Scheele	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	158	2.57	406.4	5.2	8	1.02	2.93
Fabaceae															
- <i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Arbustiva	25	0.36	18.41	0.29	8	1.75	0.8	417	6.77	1120	14.3	33	4.08	8.39
- <i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Arbustiva	108	1.58	20.66	0.33	25	5.26	2.39	17	0.27	121.8	1.56	17	2.04	1.29
- <i>Acacia rigidula</i> Benth.	Arbustiva	17	0.24	20.58	0.32	17	3.51	1.36	558	9.05	1592	20.4	92	11.1	13.6
- <i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	33	0.54	106.2	1.36	17	2.04	1.31
- <i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Arbórea	17	0.24	18.93	0.3	8	1.75	0.77	17	0.27	9.9	0.13	8	1.02	0.47
- <i>Senna lindheimeriana</i> (Scheele) H.S. Irwin & Barneby	Arbustiva	267	3.88	141.9	2.22	25	5.26	3.79	-	-	-	-	-	-	-
- <i>Parthenium incanum</i> Kunth	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	167	2.7	100.4	1.28	25	3.06	2.35
- <i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	8	0.14	121	1.55	8	1.02	0.9
- <i>Sophora secundiflora</i> (Ortega) Lag. ex DC.	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	150	2.44	155.8	1.99	25	3.06	2.5
Loasaceae															
- <i>Cevallia sinuata</i> Lag.	Arbustiva	317	4.61	24.14	0.38	17	3.51	2.83	58	0.95	7.17	0.09	17	2.04	1.03
Malvaceae															
- <i>Abutilon dugesii</i> S. Watson	Arbustiva	142	2.06	88.84	1.39	42	8.77	4.08	75	1.22	28.86	0.37	33	4.08	1.89
- <i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Herbácea	8	0.12	0.59	0.01	8	1.75	0.63	-	-	-	-	-	-	-
- <i>Meximalva filipes</i> (A. Gray) Fryxell	Arbustiva	67	0.97	25.58	0.4	42	8.77	3.38	33	0.54	7.92	0.1	8	1.02	0.55
- <i>Waltheria indica</i> L.	Arbustiva	100	1.46	4.93	0.08	25	5.26	2.27	-	-	-	-	-	-	-
Oleaceae															
- <i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	17	0.27	8.38	0.11	17	2.04	0.81
Passifloraceae															
- <i>Turnera diffusa</i> Willd. ex Schult.	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	142	2.3	15.65	0.2	8	1.02	1.17

Cuadro 1: Continuación.

Familia y nombre científico	Forma de crecimiento	Área Restaurada							Área Referencia						
		Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
		N/ha	Ar	m²/ha	Dr	Abs.	Rel.		N/ha	Ar	m²/ha	Dr	Abs.	Rel.	
Poaceae															
- <i>Aristida adscensionis</i> L.	Herbácea	383	5.58	19.09	0.3	8	1.75	2.55	-	-	-	-	-	-	-
- <i>Aristida divaricata</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Herbácea	17	0.24	1.84	0.03	8	1.75	0.68	-	-	-	-	-	-	-
- <i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Herbácea	358	5.22	44.67	0.7	8	1.75	2.56	-	-	-	-	-	-	-
Primulaceae															
- <i>Anagallis arvensis</i> L.	Herbácea	8	0.12	0.05	0	8	1.75	0.63	-	-	-	-	-	-	-
Rhamnaceae															
- <i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	175	2.84	2.89	0.04	25	3.06	1.98
- <i>Rhamnus humboldtiana</i> Willd. ex Schult.	Arbustiva	83	1.21	45.17	0.71	17	3.51	1.81	492	7.98	177.1	2.26	50	6.12	5.46
Rubiaceae															
- <i>Randia laetevirens</i> Standl.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	25	0.41	25.18	0.32	25	3.06	1.26
Rutaceae															
- <i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	317	5.14	169.3	2.16	33	4.08	3.78
- <i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	383	6.22	1196	15.3	75	9.18	10.2
Sapindaceae															
- <i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Arbustiva	150	2.18	92.08	1.45	8	1.75	1.8	-	-	-	-	-	-	-
Sapotaceae															
- <i>Sideroxylon lanuginosum</i> Michx.	Arbórea	-	-	-	-	-	-	-	167	2.71	546.6	6.99	33	4.08	4.59
Scrophulariaceae															
- <i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Arbustiva	25	0.36	9.58	0.15	17	3.51	1.34	608	9.88	411.6	5.26	75	9.18	8.11
Solanaceae															
- <i>Lycium berlandieri</i> Dunal	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	17	0.27	25.66	0.33	17	2.04	0.88
Verbenaceae															
- <i>Aloysia macrostachya</i> (Torr.) Moldenke	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	92	1.49	9.75	0.12	17	2.04	1.22
- <i>Lippia graveolens</i> Kunth	Arbustiva	42	0.61	6.66	0.1	25	5.26	1.99	1750	28.4	317.5	4.06	50	6.12	12.9
Zygophyllaceae															
- <i>Porlieria angustifolia</i> (Engelm.) A. Gray	Arbustiva	-	-	-	-	-	-	-	33	0.54	51.31	0.66	17	2.04	1.08
SUMA		6867	100	6354	100	475	100	100	6160	100	7819	100	816	100	100

riqueza de especies en comparación con el área restaurada con 8.167 ± 3.433 y 4.750 ± 2.701 respectivamente (Promedio $\pm$ Desvest). El índice Margalef (D_{Mg}) fue distinto para estas dos áreas ($t=3.34$; $g.l.=20.50$; $p=0.003$), siendo mayor en el área referencia (1.78 ± 0.73), en comparación con el

área restaurada (0.87 ± 0.58). Así como en nuestro estudio, otros (Mata et al., 2014) han demostrado que las acciones de restauración activa resultan ser efectivas en términos de recuperación de la riqueza de especies en comparación con las acciones de restauración pasiva.



El índice de diversidad Shannon-Weiner fue bajo en el área restaurada con relación al área referencia ($t=3.66$; $g.l.=21.89$; $p=0.001$); el área restaurada mostró valores de 0.69 ± 0.54 , mientras que el área referencia 1.54 ± 0.58 . Esta diferencia puede ser explicada debido a la abundancia de la especie *Brickellia veronicifolia* (Kunth) A. Gray. con un gran número de individuos de una sola especie. Con respecto a otros estudios, tanto los valores de diversidad del área restaurada como la referencia mostraron valores de diversidad inferiores a los reportados por Mora et al. (2013) para un MET caracterizado en la región. De manera similar, en un estudio que evaluó la regeneración después de agricultura y matarrasa, Jiménez et al. (2013) observaron una mayor diversidad de especies que la reportada en este trabajo. A pesar de esto los valores de diversidad del presente estudio demuestran valores superiores a los reportados por Pequeño et al. (2012) para una zona de regeneración pasiva después de la ganadería.

Distribución vertical

Tanto el área referencia como la restaurada presentaron similitud en la distribución vertical de especies, cuyos valores de $A=2.7$ y 2.0 , respectivamente, no arrojaron diferencias estadísticas ($t=0.84$; $g.l.=21.36$; $p=0.410$). El área referencia mostró valores promedios de A 1.7 y $A_{\max}$ 3.1 y en el área restaurada se registraron valores de A y $A_{\max}$ en 1.5 y 2.5, respectivamente. Estos valores indican que las comunidades vegetales de las dos áreas presentan poca diversidad en la distribución vertical de especies, mostrando la predominancia del estrato bajo. En el área referencia, *Acacia rigidula* Bent. y *Cordia boissieri* A. DC. se encuentran en los tres estratos, con mayor presencia en el I y II (alto y medio) y presencia mínima en el III (bajo), caso contrario a *Lippia graveolens* Kunth., la cual tiene mayor presencia en el estrato bajo. Sánchez et al. (2011) señalan que *L. graveolens* es una especie abundante en el matorral bajo espinoso y matorral alto subinermes. Se trata de una especie con amplio rango de distribución y con gran adaptabilidad debido a su elevada plasticidad, tolerancia ecológica y marcadas diferencias, incluso estructurales, condicionadas por la heterogeneidad ambien-

tal de los hábitats en los que se establece, observada a través de la variabilidad de los factores externos a los que se expone.

Las comunidades vegetales presentan un bajo porcentaje de individuos en los estratos altos. El área referencia tiene una altura máxima de 5 m, con presencia de 0.8% de los individuos, y el área restaurada alcanza los 2.74 m, con 4.5% de los individuos. La dominancia de los estratos bajo y medio registrada en el sitio restaurado puede deberse a la densidad de *Brickellia veronicifolia* (96%) y a que esta especie facilita el establecimiento de las especies presentes en los demás niveles (Cuadro 2).

Indicadores ecológicos

La abundancia de los individuos fue diferente entre el área restaurada y el área de referencia ($t=0.44$; $g.l.=21.88$; $p=0.661$). El primero mostró los valores más altos de abundancia de especies (6867 ± 3723 N/ha), seguido por el área de referencia (6160 ± 4011 N/ha). Esto puede ser explicado por los patrones de abundancia y dominancia característicos de las primeras etapas sucesionales, donde los individuos de pioneros tienen una alta abundancia.

Cuadro 2: Distribución vertical (Pretzsch) de las especies en las áreas (referencia y restaurada) de estudio.

Índice de Pretzsch			
Zona Referencia			
Estrato	Altura (Porcentaje)	Individuos (Total)	Porcentaje (%)
I	5 m (100%)	6	0.8
II	4 m (80%)	62	8.4
III	2.5 m (50%)	672	90.8
Total		740	100
Zona Restaurada			
Estrato	Altura (Porcentaje)	Individuos (Total)	Porcentaje (%)
I	2.74 m (100%)	37	4.5
II	2.19 m (80%)	177	21.5
III	1.37 m (50%)	610	74.0
Total		824	100

La dominancia (cobertura foliar) presentó similitud estadística entre las dos áreas ($t=0.572$; $g.l.=14.05$; $p=0.576$; $AR=7815\pm1621$ m²/ha y $SR=6353\pm3723$ m²/ha).

No existe diferencia estadística en las áreas evaluadas para los parámetros ecológicos de abundancia y dominancia, debido a la presencia de *Brickellia veronicifolia*, la cual tiene una alta existencia en el área restaurada, presentando altos valores de densidad pero no alta cobertura. La densidad de las dos áreas evaluadas es superior a lo reportado por Mora et al. (2013a) y Canizales et al. (2009), quienes realizaron caracterizaciones estructurales de comunidades maduras del matorral espinoso tamaulipeco y del matorral submontano, respectivamente. No obstante, la cobertura del área foliar fue menor a lo reportado por los autores antes mencionados.

En cuanto a la frecuencia relativa a nivel especie para el área restaurada, *Brickellia veronicifolia* (presente en todos los sitios), *Abutilon dugesii* S. Watson., *Meximalva filipes* (A. Gray) Fryx. y *Senna lindheimeriana* (Scheele) H.S. Irwin & Barneby representan 38% del total para este sitio de muestreo. En el área de referencia, *Acacia rigidula*, *Leucophyllum frutescens* (Berland.) I.M. Johnst y *Zanthoxylum fagara* (L) Sarg. corresponden a una tercera parte de la presencia de especies para esta área (Cuadro 1).

En el área restaurada, la especie con mayor valor de importancia es *Brickellia veronicifolia* con 59%, seguida por *Abutilon dugesii* y *Senna lindheimeriana* con 4.08% y 3.79%, respectivamente; estas especies suelen estar asociadas a áreas muy perturbadas. Estos resultados son similares a los registrados por Díaz et al. (2005) en una mina contaminada por metales pesados en el estado de Zacatecas. En el área referencia, las especies con mayor peso ecológico fueron *Acacia rigidula*, *Lippia graveolens* y *Zanthoxylum fagara* con 13.55%, 12.87% y 10.23% (Fig. 5). Estos resultados corroboran lo mencionado por Estrada et al. (2011) y Mora et al. (2013b), en el cual señalan a estas especies como pioneras en los matorrales del Noreste de México.

La especie *Brickellia veronicifolia* es una planta arbustiva de la familia Asteraceae y una pionera no ca-

racterística de alguna fase sucesional del MET (Alanís et al., 2013; Jiménez et al., 2013); ha sido reportada para el estado de Nuevo León del matorral submontano (Estrada et al., 2011) y del matorral xerófilo y de bosques de encino del Parque Nacional Cumbre de Monterrey (Estrada et al., 2013). Los resultados en esta investigación concuerdan con los reportados por Carrillo y González (2006), Hernández et al. (2009) y Ortega (2012), quienes señalan a esta especie como importante en áreas regeneradas después de actividades mineras. Su alta presencia se debe a que se desarrolla bien sobre lutita y caliza, y es pionera en ecosistemas degradados por actividades mineras, debido a sus sistemas de raíces profundas, las cuales pueden establecerse sobre suelos pobres y altamente rocosos. Otra estrategia evolutiva es su gran cantidad de semillas pequeñas con cerdas plumosas, estas últimas características de diásporas con dispersión pogonócora (Martínez et al., 2012), que les confiere una alta eficiencia a la dispersión en largas distancias (Cain et al., 2012). Asimismo, *Brickellia veronicifolia* pierde la parte aérea en los períodos críticos del año (hemicriptófito), lo que le permite adaptarse a las condiciones de carencia de agua y escapar de factores que ponen en peligro su supervivencia en estos hábitats (Franco, 2005). Carrillo y González (2006) determinaron que es una especie que acumula altas concentraciones de cadmio, plomo, zinc y cobre, lo que facilita su establecimiento en áreas contaminadas con estos elementos característicos de zonas de explotación minera. Lo anterior resulta altamente nocivo para otras especies las cuales no los asimilan e interfieren en las funciones fotosintéticas (Abrol et al., 1993; Kastori et al., 1998) de absorción de nutrientes (Woolhouse, 1983), en su crecimiento y supervivencia.

Díaz et al. (2005) señalan que la familia Asteraceae tiende a establecer asociaciones (especies herbáceas, arbustivas, entre otras) para ayudar a restablecer la fertilidad del suelo y acelerar la sucesión ecológica, lo cual se muestra en el presente trabajo con la representatividad registrada en el área restaurada. Estrada et al. (2011) mencionan que la asociación que existe entre las especies en el área referencia es de porte bajo y mediano, entre 1 y

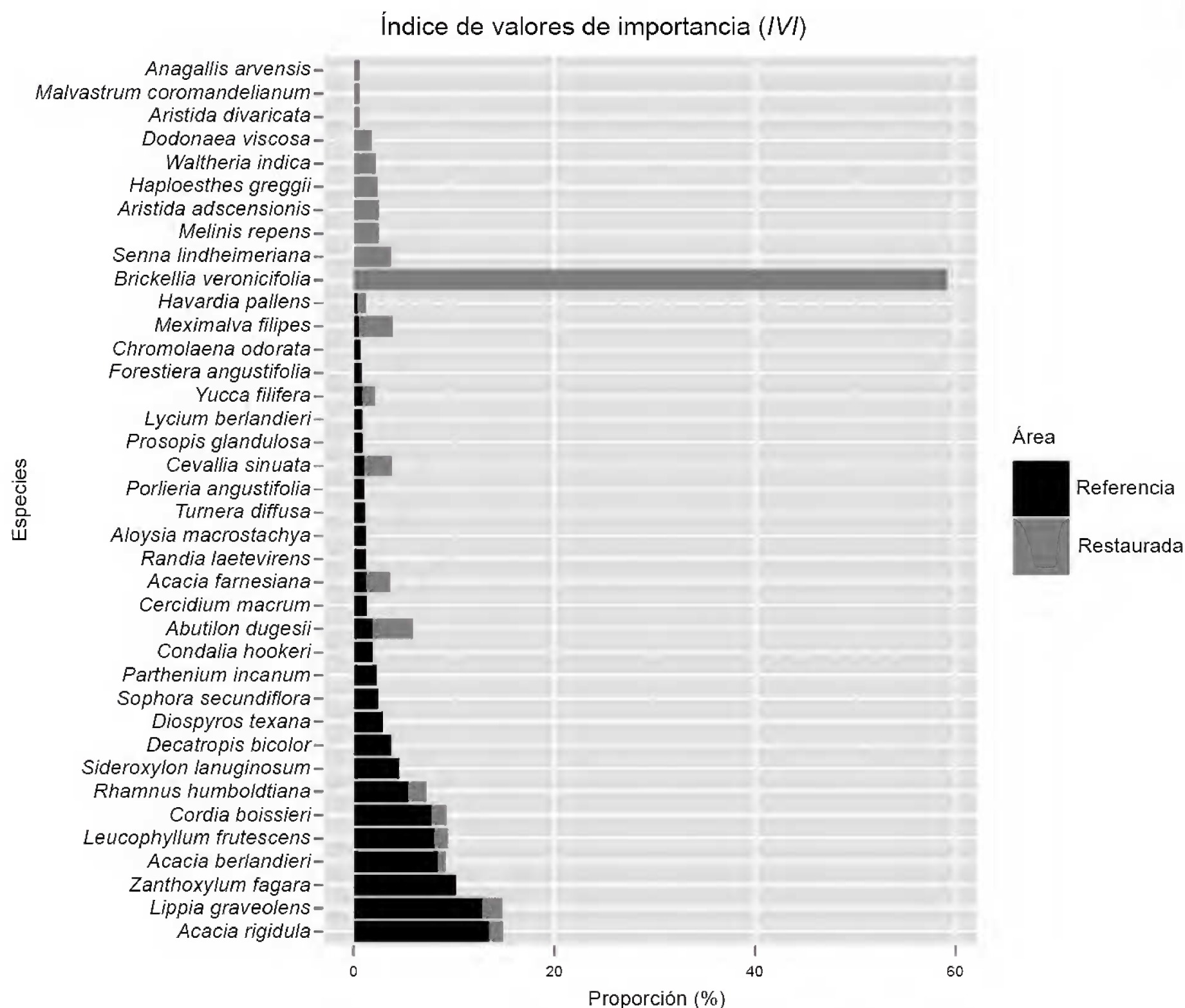


Figura 5: Índice de valor de importancia de las especies en las áreas (referencia y restaurada) de estudio.

≤2.5 m de altura, común para el MET distribuido principalmente en la parte centro-norte del estado.

CONCLUSIONES

Con los resultados de la presente investigación se concluye lo siguiente: 1) La restauración activa en áreas sujetas a explotación de material calizo mediante la técnica de voladuras, con el depósito de material rocoso y edáfico, y su exclusión de actividades productivas, genera condiciones favorables para el establecimiento de comunidades vegetales que favorecen la regeneración del MET, 2) La familia con mayor presencia en el área restaurada fue

Fabaceae, debido a la tolerancia que este grupo presenta ante las condiciones de sequía edáfica, a sus valores altos en el potencial hídrico del xilema, y a que se desarrolla en suelos con baja disponibilidad de nitrógeno, 3) El índice de Pretzsch confirma la existencia de dos estratos en las comunidades vegetales, la cobertura de las especies que se están regenerando, y de las especies vegetales maduras, 4) La especie *Brickellia veronicifolia* de la familia Asteraceae es la de mayor representatividad en el área restaurada, y por su alta tolerancia a la presencia de metales pesados, puede ser utilizada en la restauración de zonas sometidas a la explotación minera.

La presente investigación proporcionó datos cuantitativos sobre la restauración pasiva en un área post-minería a cielo abierto en el MET, generando información fitosociológica de la comunidad vegetal y elementos cuantitativos que servirán de base para futuros programas de manejo, restauración y rehabilitación del ecosistema.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

JMC, EAR, y JMB coincidieron y diseñaron el estudio. JMC, ERC y ACC realizaron y redactaron los análisis, cuadros y gráficos. EAR, JJP, OAC y JMB contribuyeron a la adquisición y a la interpretación de datos. JMC escribió el manuscrito con ayuda de EAR, JMB, ERC y ACC. Todos los autores contribuyeron a la discusión, revisión y aprobación del manuscrito final.

FINANCIAMIENTO

Este estudio fue apoyado por la empresa Gestión Estratégica y Manejo Ambiental, S.C. (GEMA, S.C), la cual coordinó y financió las actividades de campo. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología proporcionó la beca de maestría al primer autor.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento especial para el departamento de gestión y proyectos ambientales de la empresa Gestión Estratégica y Manejo Ambiental, S.C. (GEMA, S.C.), al personal del mismo por el tiempo invertido y por la valiosa aportación brindada en el presente estudio, así como al personal técnico de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL.

LITERATURA CITADA

Abrol, Y. P., P. Monhanty y G. Govindjee. 1993. *Photosynthesis: Photoreactions to plant productivity*. Springer science + business media, B.V. New York, USA. 601 pp. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-2708-0>

Alanís, E., J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerana, L. G. Cuellar y A. Mora-Olivo. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton, Revista Internacional de Botánica Experimental* 82: 185-191.

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>

Batty, L. C. 2005. The potential importance of mine sites for biodiversity. *Mine Water and the Environment* 24(2): 101-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10230-005-0076-0>

Biswas, C. K., P. Mishra y A. Mukherjee. 2013. Floral diversity in sites deranged by opencast mining in Sonepur Bazari of Raniganj coalfield area, West Bengal. *Journal of Applied and Pure Biology* 28(2): 265-273.

Blanco, H y R. Lal. 2010. *Principles of Soil Conservation and Management*. Springer. Berlin, Germany. 256 pp. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8709-7>

Boyer, S. y D. Wratten. 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining-A review. *Basic and Applied Ecology* 11(3): 196-203. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.005>

Cain, M. L., B. Milligan y A. Strand. 2012. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87(9): 1217-1227.

Canizales, P. A., E. Alanís-Rodríguez, R. Aranda-Ramos, M. Mata-Balderas, J. Jiménez-Pérez, G. Alanís-Flores, J. Uvalle-Sauceda y M. Ruiz-Bautista. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2): 115-120.

Carrillo, R. y C. M. González. 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution* 144(1): 84-92. DOI: [10.1016/j.envpol.2006.01.006](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006)

Corral, J., O. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Investigación Agraria. Sistemas de Recursos Forestales* 14(2): 217-228.

David, H., J. Rosales y P. Ouboter. 2013. Gestión del impacto de la explotación minera a cielo abierto sobre el agua dulce en América Latina. Banco Interamericano de Desarrollo, Unidad de Salvaguardias Ambientales, Nota



- técnica # IDB-TN-520. 40 pp. <http://www.iadb.org/wmsfiles/products/publications/documents/37577832.pdf> (consultado marzo de 2013).
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 12(1): 159-176.
- Díaz, G. L. M., O. A. Díaz, G. R. Carrillo y C. M. González. 2005. Plantas que se desarrollan en áreas contaminadas con residuos mineros. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 161 pp.
- Domínguez, G. T., H. González, R. Ramírez, E. Estrada, I. Cantú, M. Gómez, J. Villarreal, S. Alvarado y G. Alanís. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 4(17): 106-122.
- Estrada, C. E., J. Villareal, E. Jurado, C. Cantú, M. García, J. Sánchez, J. Jiménez y M. Pando. 2011. Clasificación, estructura y diversidad del matorral sub-montano adyacente a la planicie costera del Golfo Norte en el Noreste de México. *Botanical Sciences* 90(1): 37-52.
- Estrada, C. E., J. Villarreal, M. Salinas, H. Rodríguez, J. Jiménez y M. García. 2013. Flora and phytogeography of Cumbres de Monterrey National Park, Nuevo León, Mexico. *Journal of the Botanical Research, Institute of Texas* 7(2): 771-801.
- Franco, I. M. G. 2005. Estrategias de colonización de las plantas, para la restauración de jales de mina, en la Sierra de Catorce, SLP. Maestría en Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, México. pp. 1-19.
- Gotelli, N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Hernández, A. E., R. E. Mondragón, D. Cristobal, J. E. Rubiños y E. Robledo. 2009. Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2): 109-114.
- INEGI. 2009. Anuario estadístico de la Minería Mexicana. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. 100 pp.
- INEGI. 2011. Panorama minero del estado de Nuevo León. Servicio geológico mexicano. Coordinación general de minería. Nuevo León, México. 57 pp.
- Jiménez, J., E. Alanís, M. A. González, O. A. Aguirre y E. J. Treviño. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58(3): 299-304. DOI: <http://dx.doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Jorba, M. y R. Vallejo. 2006. La restauración ecológica en minería: El proyecto EcoQuarry. *Cemento Hormigón* 891: 16-23.
- Kastori, R., M. Plesnicár, Z. Sakae, D. Pankovic y I. Arsenijevic-Maksimovic. 1998. Effect of excess lead on sunflower growth and photosynthesis. *Journal of Plant Nutrition* 21: 75-85. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01904169809365384>
- Li, J., Y. Zheng, J. Yan, H. Li, X. Wang, J. He y G. Ding. 2013. Effects of different regeneration scenarios and fertilizer treatments on soil microbial ecology in reclaimed opencast mining areas on the Loess Plateau, China. *PLOS ONE* 8(5), e63275. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/annotation/35e79a01-ad03-4e96-85e6-5def25d96581>
- Lira, C., C. Payan, I. Restrepo y L. Angulo. 2013. El auge de la minería... nos enseña el cobre. *La Jornada Ecológica*, número especial. www.jornada.unam.mx/2013/04/08/eco-cara.html
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell. Cambridge, USA. 256 pp.
- Martínez, O. Y., S. Castillo, M. Hernández, M. Guadarrama y A. Orozco. 2012. Seed rain after fire in a xerophytic shrubland. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 447-457.
- Mata, M., E. J. Treviño, J. Jimenez, O. A. Aguirre, E. Alanís y R. Foroughbakhch. 2014. Prácticas de rehabilitación en un ecosistema semiárido afectado por el establecimiento de un banco de material, en el noreste de México. *Ciencia UAT* 8(2): 32-43.

- Meuser, H. 2012. Rehabilitation of soil in mining and raw material extraction areas. Soil remediation and rehabilitation. Environmental Pollution 23: 37-126. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-5751-6_3
- Mora, C. A., J. Jiménez, E. Alanís, E. Rubio, I. Yerena y M. A. González. 2013a. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 17(4): 124-137.
- Mora, C. A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena y L. G. Cuellar. 2013b. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. Ecología Aplicada 12(1): 29-34.
- Oksanen, J., G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs y H. Wagner. 2006. Vegan: Community Ecology Package. <http://cran.r-project.org>
- Ortega, N. B. 2012. Asociación entre la fracción bioaccesible y la bioacumulación en algunas especies vegetales que crecen en el cauce del arroyo de San Pedro. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México. 182 pp.
- Pequeño, L. M., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, I. Yerena, L. G. Cuellar y A. Mora. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Ciencia UAT 24(2): 48-53.
- Pikett, S. T. A. y M. J. McDonnell. 1989. Changing perspectives in community dynamics: a theory of successional forces. Trends Ecology & Evolution 4(8): 241-245. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(89\)90170-5](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(89)90170-5)
- Pretzsch, H. 2009. Forest dynamics, growth and yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 664 pp. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-88307-4>
- Pronatura e ITESM. 2002. Programa de manejo de la zona sujeta a conservación ecológica Cerro Picachos, Nuevo León. Pronatura Noreste, A.C., Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Robinson-Cox, J. y A. A. Leidi. 2012. Groupwise summary statistics, general linear contrasts, population means (Least-squaresmeans), and other utilities. R package version 4.5-5.
- Šálek, M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. Journal of Applied Ecology 49(6): 1417-1425. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02215.x>
- Sánchez, R. G., F. Quezada, M. Lara y L. Perez. 2011. Parámetros ambientales y abundancia del orégano mexicano (*Lippia graveolens*) en el estado de Tamaulipas. Ciencia UAT 6(1): 24-31.
- Werner, C., A. S. Clemente, P. M. Correia, P. Lino, C. Máguas, A. I. Correia y O. Correia. 2001. Restoration of disturbed areas in the Mediterranean-a case study in a limestone quarry. Sustainable Land Use in Deserts. Springer-Verlag. Berlin, Germany. 463 pp. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59560-8_39
- Wickham, H. y W. Chang. 2015. Ggplot2: An implementation of the Grammar of Graphics. Springer-Verlag. New York, USA. <http://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>
- Woolhouse, H. W. 1983. Toxicity and tolerance in the responses of plants to metals. In: Lange, O. L., S. Nobel, C. B. Osmond, H. Ziegler (eds.). Physiological Plant Ecology III, Vol. 12, Serre C. Springer. Berlin, Germany. pp. 245-300. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-68153-0_8
- Zhao, Z., Z. Bai, Z. Zhang, D. Guo, J. Li, Z. Xu y Z. Pan. 2012. Population structure and spatial distributions patterns of 17 years old plantation in a reclaimed spoil of Pingshuo opencast mine, China. Ecology Engineering 44: 147-151. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.018>